Environnement Canada Environment Canada

Fibres d'amiante dans les eaux réceptrices

H. Schreier et J. Taylor

ÉTUDE N° 117, COLLECTION DES RAPPORTS TECHNIQUES

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
RÉGION DU PACIFIQUE ET DU YUKON
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
VANCOUVER, COLOMBIE-BRITANNIQUE, 1983

Canada

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1983

Nº de cat. En 36-503/117F

ISBN 0-662-91997-1

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
OBJECTIFS ET PORTÉE DU RAPPORT	1
FIBRES D'AMIANTE–DONNÉES GÉNÉRALES	2
Types et propriétés de l'amiante	2
Origines des fibres d'amiante	2
Modes de contamination	3
Méthode analytique et échantillonnage	4
SANTÉ ET ASPECTS CLINIQUES DE LA TOXICITÉ DE L'AMIANTE DANS L'EAU	5
Diverses infections possibles	5
Le risque entraîné par l'ingestion d'amiante avec l'eau	5
Résumé des données cliniques	6
LES FIBRES D'AMIANTE DANS LES RÉSERVOIRS D'EAU POTABLE ET DANS LES RÉSEAUX DE DRAINAGE–COMPTE RENDU DE LA DOCUMENTATION	6
L'étude du lac Supérieur	6
Les programmes d'étude effectués en Ontario et au Québec	7
Les études menées dans la vallée du Rio Grande au Nouveau-Mexique	7
Analyses régionales de l'amiante dans l'eau potable aux États-Unis	8
Études américaines sur la concentration des fibres d'amiante dans les eaux de ruissellement et dans les effluents des usines de transformation de l'amiante	8
Analyse canadienne des approvisionnements en eau potable	8
Résumé	8
ÉTUDES EXPLORATOIRES EN COLOMBIE-BRITANNIQUE ET AU YUKON	11
L'amiante dans le réseau de la rivière Sumas et du fleuve Fraser	11
(a) Concentrations de fibres d'amiante dans le bassin du Fraser	11
(b) Sources de contamination dans les deux bassins versants	12
(c) Précision analytique et sources des variations	13
L'amiante dans le fleuve Yukon	14
Comparaison des concentrations de la côte ouest, de la côte est et des États-Unis	14
FAÇONS DE PRÉVOIR LA CONCENTRATION D'AMIANTE DANS LES EAUX RÉCEPTRICES	14
Identification des régions à l'origine de la contamination	14
Cycle de l'amiante	15
Modèle d'étude possible	15
CONCLUSIONS	15
L'amiante dans le cycle hydrologique	15
Sources d'amiante	17
Facteurs influant sur la distribution de l'amiante dans les réseaux d'eau	17

Table des matières (suite)

Page

Concentrations d'amiante dans les plans récepteurs 17
Risques pour la santé dus à l'ingestion de fibres d'amiante avec l'eau 17
Distribution des fibres d'amiante dans la région du Pacifique et du Yukon 17
Domaines d'étude 17

REMERCIEMENTS 17

RÉFÉRENCES 18

ANNEXE Liste des échantillons de cours d'eau en Colombie-Britannique et au Yukon, dont la teneur en amiante a été calculée 20

Tableaux

1. Propriétés physiques des fibres d'amiante 2
2. Résumé de la méthode de dosage de l'amiante 4
3. Causes possibles du pouvoir carcinogène de l'amiante, tirées des ouvrages 5
4. Concentrations d'amiante dans l'eau potable 7
5. Concentrations d'amiante dans les effluents de divers secteurs de transformation de l'amiante 8
6. Résumé des concentrations d'amiante dans les eaux naturelles 9
7. Résumé des concentrations d'amiante dans les réservoirs municipaux d'eau potable et dans les effluents 10
8. Vérification des résultats 13
9. Variabilité des concentrations d'amiante en travers de cours d'eau 13

Illustrations

Figure 1. Formations amiantifères aux États-Unis 7

Figure 2. Position relative des bassins versants de la Sumas et du Fraser 11

Figure 3. Concentrations des fibres d'amiante dans la rivière Sumas, à la frontière canado-américaine 11

Figure 4. Concentrations des fibres d'amiante dans le Fraser et la Sumas, vers l'aval 11

Figure 5. Exposition de la roche de fond de serpentine, après le glissement du conglomérat superficiel 12

Figure 6. Comparaison des concentrations d'amiante dans différentes sources d'eau 14

Figure 7. Distribution de la roche de fond amiantifère en Colombie-Britannique et au Yukon 16

Résumé

On connaît très peu de chose sur les concentrations de fibres d'amiante dans les approvisionnements en eau et les réseaux de drainage ou sur les dangers qu'elles peuvent occasionner pour la santé. Le présent rapport renferme un compte rendu assez complet de la question et, entre autres, les résultats d'études exploratoires en Colombie-Britannique et au Yukon, ainsi qu'une comparaison avec des concentrations trouvées ailleurs en Amérique du Nord. On a noté la présence de fibres d'amiante dans toutes les phases du cycle hydrologique; celles-ci peuvent être introduites dans ce système par des processus naturels et artificiels. La plus grande source des fibres semble être l'exposition naturelle de la roche de fond amiantifère. Les fibres sont introduites dans le cycle par ruissellement superficiel et drainage souterrain. Des teneurs atteignant jusqu'à 10^{11} fibres/L ont été mesurées dans des réseaux naturels de cours d'eau de la Colombie-Britannique et ces résultats étaient beaucoup plus importants que ceux observés dans les approvisionnements en eau potable de l'est du Canada et de l'est des États-Unis. Ces concentrations sont comparables à celles des effluents miniers du Québec et des eaux souterraines du Nouveau-Mexique. On croit que les principales causes de ces fortes concentrations sont les processus d'érosion dus à l'exposition aux éléments et l'abondance des roches métamorphiques contenant du minerai d'amiante en Colombie-Britannique. On a suggéré l'utilisation de la géologie de la roche de fond pour prévoir les fortes concentrations d'amiante dans les réseaux de drainage. Enfin, pour mieux comprendre les processus responsables de la distribution des fibres d'amiante dans les réseaux d'eau, on a proposé d'étudier les mécanismes de transport et les variations spatiales et saisonnières dans un certain nombre de réseaux de drainage.

Abstract

Little is known about asbestos fibre concentration in water supplies and drainage systems and the possible health hazard which it could create. A comprehensive review of the subject is provided in this report, which includes results of exploratory studies in British Columbia and the Yukon, and a comparison with concentrations elsewhere in North America. Asbestos fibres, which can be introduced into the hydrologic system by natural and man-made processes, were reported in all phases of the hydrologic cycle. The greatest source appears to be natural exposures of asbestos-bearing bed rock where the fibres are introduced by surface runoff as well as by groundwater drainage. Levels of up to 10^{11} fibres/L were measured in natural river systems in British Columbia; these results were significantly higher than those reported for drinking water supplies in eastern Canada and the eastern United States. The concentrations are comparable with those reported from mine effluents in Quebec and groundwater levels in New Mexico. Weathering processes and the abundance of asbestos-bearing metamorphic rocks in British Columbia are thought to be the main causes of these high concentrations. It is suggested that bedrock geology be used as a means of predicting high asbestos concentrations in drainage systems. Finally, for a better understanding of the processes responsible for the asbestos fibre distribution in water systems, it is suggested that an investigation of the transport mechanisms be initiated and that the spatial and seasonal variation in a number of drainage systems be determined.

Fibres d'amiante dans les eaux réceptrices

H. Schreier et J. Taylor

INTRODUCTION

Au cours de l'été 1976, le ministère des Affaires extérieures, à Ottawa, signalait au personnel de la Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures (D.G.E.I.), région du Pacifique et du Yukon, que l'*EPA (Environmental Protection Agency)* des États-Unis signalait des concentrations anormalement élevées de fibres d'amiante dans les eaux du réseau de la rivière Sumas, état de Washington. Les instances fédérales canadiennes ont jugé approprié de déterminer la concentration de fibres d'amiante des eaux de la Sumas dans sa portion canadienne, puisque cette rivière prend origine sur le versant ouest des montagnes Cascade de l'état de Washington, et qu'elle coule vers le nord, franchissant la frontière internationale à Sumas, Colombie-Britannique, avant de se déverser dans le fleuve Fraser. L'Institut national de recherche sur les eaux à Burlington, était en mesure de mener cette tâche d'analyse à bien, et M. Ray Durham a bien voulu y apporter sa collaboration et faire part de ses connaissances dans le domaine.

Très peu de recherches ont été effectuées sur la présence de fibres d'amiante dans les eaux. Le présent rapport constitue une simple introduction a cette question, met en lumière certains des problèmes d'analyse et de distribution et assure une orientation générale pour les échantillonnages de l'eau destinés à déceler la présence de fibres d'amiante. On espère que les recherches futures dans la région profiteront des résultats de cette étude.

OBJECTIFS ET PORTÉE DU RAPPORT

Le présent rapport vise à:

1) faire le point des connaissances sur l'amiante dans les eaux,

2) présenter un résumé des recherches effectuées dans la région du Pacifique et du Yukon, et comparer les concentrations d'amiante qui y ont été observées avec celles relevées ailleurs, et

3) expliquer des façons possibles de prévoir la concentration naturelle de l'amiante dans les réseaux de cours d'eau de la région du Pacifique et du Yukon.

En vertu de la *Loi sur les contaminants de l'environnement,* l'amiante a été définie comme une des substances toxiques de catégorie II, ainsi décrites: «Substances dont le gouvernement a des motifs de croire qu'elles menacent sensiblement l'environnement ou la santé et qui font l'objet d'une étude approfondie visant à déterminer la nature et la portée du danger inhérent à leur usage et les moyens de le réduire» (La Gazette du Canada, le 20 mai 1978).[1] Jusqu'à maintenant, le gros des travaux a porté sur la contamination de l'air par les fibres d'amiante; des indications d'ordre clinique confirment la menace pour la santé que constitue ce type de contamination; à l'inverse, on connaît très peu de risques associés au transport de l'amiante dans l'eau et les données cliniques actuellement disponibles sont peu concluantes.

L'étude de la présence de fibres d'amiante dans les eaux de surface n'a jamais été entreprise de façon complète, peut-être en partie à cause de (a) la complexité des minéraux d'amiante, (b) la difficulté d'effectuer des dosages, et (c) la nature même du transport dynamique des fibres. Dans le présent rapport des données de fond ont été compilées sur les types et les concentrations de fibres d'amiante dans divers réseaux de cours d'eau et des secteurs fortement contaminés ont été identifiés. Le rapport présente des généralités sur la question et donne ensuite un bref compte rendu de l'aspect clinique de l'ingestion de fibres d'amiante dans l'eau. Les quelques études qu'on a entreprises indépendamment aux États-Unis et au Canada, et qui portent sur la concentration de l'amiante dans différents réseaux de cours d'eau, sont examinées, et les concentrations observées sont résumées et comparées à celles relevées lors des travaux exploratoires menés en Colombie-Britannique et au Yukon.

Compte tenu du coût élevé des dosages d'amiante, on décrit une méthode de dépistage et de détection des réseaux de cours d'eau dans la région du Pacifique et du Yukon qui peuvent comporter de fortes concentrations d'amiante.

---

[1] Dès le 1er décembre 1979, l'amiante a passé de la catégorie II de la Liste des produits chimiques d'intérêt prioritaire à la Liste des polluants importants qui font l'objet d'études ou de contrôle en vertu d'autres mandats législatifs.

FIBRES D'AMIANTE–DONNÉES GÉNÉRALES

L'amiante est le nom donné à un groupe de matières fibreuses d'origine naturelle, qui ont des ressemblances avec le coton, sont thermorésistantes jusqu'à 550°C et résistent assez bien aux acides. L'amiante a une grande valeur commerciale à cause de ces qualités. Après l'U.R.S.S., le Canada est le plus important producteur d'amiante (Vogt, 1976) et ses réserves lui permettront de garder son rythme actuel de production pendant encore 50 ans environ (Charlebois, 1978). Les questions ayant rapport à l'amiante présentent donc un intérêt particulier pour le Canada.

Types et propriétés de l'amiante

Il existe une grande variété de fibres d'amiante, dont les plus communes ont été classées de la façon suivante:

Groupe des serpentines	Groupe des amphiboles
Chrysotile (silicate de Mg_3 hydraté)	Actinolite (silicate de $Ca_2Fe_5Mg_5$ hydraté) Trémolite (silicate de Ca_2Mg_5 hydraté) Crocidolite (silicate de Na_2Fe_3Mg hydraté) Antophyllite (silicate de Fe_7Mg_7 hydraté) Amosite ($MgFe_6$ hydraté)

Seuls le chrysotile, la crocidolite et l'amosite ont une importance commerciale. Les minerais d'amiante sont tous considérés comme appartenant à l'une ou l'autre forme de silicates hydratés de magnésium dont les radicaux SiO_4^{-4} tétrahydratés sont disposés suivant une structure linéaire (les amphiboles) ou lamellaire (les serpentines). Mais on ne peut pas distinguer les différents types d'amiante par un simple dosage chimique puisque (a) les substitutions isomorphes de métaux à l'intérieur des structures sont courantes, (b) il y a souvent des éléments dans plusieurs états de valence, (c) la présence d'impuretés ou la contamination par des métaux à l'état de traces est fréquente, et (d) il existe beaucoup d'inhomogénéités et de défauts de structure dans la série de filaments qui compose la structure linéaire. Les inhomogénéités et défauts sont caractéristiques surtout des amphiboles; cette relation a été étudiée récemment par Veblen et coll. (1977) et Franco et coll. (1977). L'équipe de Veblen part de l'hypothèse que les cassures et inhomogénéités dans la structure des amphiboles sont responsables de la formation des fibres puisque les amphiboles massives ne manifestent pas ces anomalies. Les amphiboles passent pour être les silicates lithogénétiques à la structure la plus complexe et se sont méritées l'épithète de «minéraux fourre-tout». Cette réputation se trouve confirmée par l'existence dans leur structure de plusieurs places cationiques de différents encombrements, qui peuvent ainsi loger tous les cations dont le rayon ionique varie entre 0,4Å et 1,8Å, c'est-à-dire tous les cations naturellement abondants. C'est à cause de ces défauts de structure et des substitutions cationiques qu'un certain nombre de fibres d'amphibole échappent à une classification simple.

Les propriétés physiques de l'amiante, déterminées par la structure cristalline et la composition chimique des minéraux, ont une importance déterminante pour les applications commerciales du produit. Compte tenu de la difficulté d'effectuer une analyse chimique, on a insisté sur l'analyse des structures fibreuses. Au microscope électronique, les fibres de chrysotile prennent la forme de tubes creux translucides, à reflets verts pâles. Ce sont des tubes capillaires assez mal définis et qui ont tendance à se recourber et à s'enrouler sur eux-mêmes. À l'inverse, les fibres d'amphibole sont des fibres de verre pleines, celles d'amosite pouvant être de grises à jaunes et celles de crocidolite, bleues. Les autres propriétés physiques sont données au tableau 1.

Tableau 1. Propriétés physiques des fibres d'amiante

Type d'amiante	Densité	Dureté (Échelle de dureté de Moh)	Réseau cristallin	Structure des fibres
Chrysotile	2,2-2,8	2,5-4,0	monoclinique	f. creuse
Crocidolite	3,0-3,4	5	monoclinique	f. solide
Amosite	3,1-3,6	5-6	monoclinique	f. solide
Anthophyllite	2,8-3,6	5-6	orthorhombique	f. solide
Actinolite et trémolite	3,0-3,4	5-6	monoclinique	f. solide

La mesure des fibres d'amiante constitue un problème délicat puisque beaucoup de fibres sont imparfaites et extrêmement petites. Cooper et Cooper (1978) ont relancé le débat, à savoir s'il faut mesurer le poids, la taille ou la densité des fibres d'amiante dans un milieu donné, mais aucun accord ne semble encore se dégager. Les mêmes auteurs ont fait remarquer que s'il faut tenter d'établir des concordances entre la carcinogénèse et la géométrie des fibres, alors le décompte de ces dernières et le calcul du rapport de longueur au diamètre des fibres deviennent très importants. Enfin, il a été avancé qu'il faut tenir compte de la configuration des extrémités des fibres. Ainsi, les fibres d'amphibole ont souvent des bouts obtus, alors que les fibres de chrysotile se terminent souvent en pointes.

Origines des fibres d'amiante

Le Canada compte plusieurs formations riches en amiante, au Québec, en Ontario, en Colombie-Britannique

et au Yukon. Les amphiboles et les chrysotiles peuvent apparaître dans des formations géologiques assez différentes. Le chrysotile est probablement formé par métamorphisme en deux étapes distinctes; d'abord, de pierre volcanique ultrabasique est transformée en serpentine par altération hydrothermique et ensuite, vers la fin de l'activité métamorphique, les fibres de chrysotile se cristallisent dans les fractures et crevasses de la pierre par un processus de liquation à hautes température et pression durant lequel la silice amorphe, les oxydes de fer, le sodium, le magnésium et l'eau s'unissent. Les substances minérales sont habituellement transportées en solution : sont rendues disponibles par la réorganisation moléculaire *in situ* de la serpentine.

La formation des amphiboles est plus complexe. Ces substances tirent leur nom directement du grec *amphibolos,* qui signifie «ambigu» (Speil et Leineweber, 1969), ce qui n'est pas inapproprié, compte tenu de la complexité et de la variabilité de ces minéraux. On croit que la plupart des amphiboles sont associés aux roches métamorphiques d'origine sédimentaire. La crocidolite et l'amosite sont trouvées dans la sidérite rubanée, alors que la trémolite et l'actionolite sont le produit du métamorphisme des roches carbonatées.

Modes de contamination

Vu leur petitesse et leur faible densité, les fibres d'amiante sont facilement transportées par le vent et l'eau et peuvent ainsi contaminer l'environnement de toutes parts. Charlebois (1978) a préparé un compte rendu sur le transport aérien des fibres; on ne reprend pas ses propos, sinon pour noter que les fibres introduites dans l'atmosphère ne proviennent pas uniquement de l'extraction et de la transformation de l'amiante, mais aussi de travaux de construction précis (Rohl et coll., 1977) et du déplacement des véhicules hors des routes (Kruse et coll., 1974).

Dans les études sur la présence d'amiante dans les réseaux de cours d'eau, on établit une distinction entre les sources ponctuelles et les sources diffuses. Ce sont les sources ponctuelles qui étaient le plus étudiées au commencement, entre autres les mines, les résidus de mine, les usines de broyage et de transformation de l'amiante et les conduites d'amiante employées pour le transport d'eau.

Le déversement dans le lac Supérieur des résidus de mine contenant de la taconite a causé un accroissement considérable de la concentration d'amiante des eaux d'alimentation de la région de Duluth, au Minnesota; les difficultés et processus que cette situation a soulevés, ont été abondamment étudiés (V. «Les fibres d'amiante dans les réservoirs d'eau potable et dans les réseaux de drainage: Compte rendu de la documentation»). Lawrence et Zimmerman (1977) ont regroupé un certain nombre d'indices à l'effet que le broyage et la transformation de l'amiante provoquent la contamination directe des réseaux de cours d'eau par l'amiante; Olson (1974), Oliver et Murr (1977) et Hallenbeck et coll. (1978) ont montré que l'emploi de conduites d'amiante pour le transport de l'eau contamine de façon négligeable cette dernière.

Il semblerait que les sources diffuses sont à l'origine d'une bien plus grande contamination de l'eau que les sources ponctuelles, mais seulement quelques études ont porté sur cette question. Les premiers résultats semblent montrer que la pluie et la neige peuvent contenir des concentrations importantes d'amiante et tendent à attribuer à celles-là le rôle de collecteur des fibres en suspension dans l'air. Hallenbeck et coll. (1977a) ont trouvé 10^5-10^6 fibres/L dans l'eau de pluie de Chicago, alors que Cunningham et Pontefract (1971) ont trouvé 10^7 fibres/L dans des échantillons de neige fondue, prélevés à Ottawa. Hallenbeck et coll. soutiennent que la principale source de contamination par l'amiante du lac Michigan est probablement la précipitation. Il a été trouvé que les eaux de l'Outaouais contiennent 9×10^6 fibres/L (Cunningham et Pontefract, 1971). Il est supposé que ce sont des processus naturels d'accumulation, quand les eaux souterraines et de surface coulent au-dessus ou au travers des formations géologiques contenant de l'amiante, qui sont responsables de ces concentrations. Le fait de trouver ailleurs des concentrations semblables dans les échantillons de pluie et de neige pourrait compliquer singulièrement le calcul de la répartition proportionnelle (contribution atmosphérique/contribution du sol) de la pollution des eaux.

On a trouvé que l'eau non filtrée de robinet provenant d'un petit lac situé au coeur de la région minière d'Asbestos (au Québec) était contaminée par 10^8 fibres/L d'amiante (Cunningham et Pontefract, 1971); puisqu'on suppose que la concentration de fibres en suspension dans l'air est plus élevée dans cette région qu'ailleurs, il devient impossible d'ignorer le rôle que la pluie peut jouer dans la contamination du lac.

Il est probable que l'importance des affleurements de minerai d'amiante a un rapport étroit avec la contamination naturelle des réseaux de cours d'eau. Il existe des indices restreints à l'effet que les processus d'érosion superficielle peuvent contribuer à un accroissement de la contamination par amiante des cours d'eau (V. «Études exploratoires en Colombie-Britannique et au Yukon»). Les roches amiantifères ont été déplacées par les glaciations et parfois entraînées très loin de leur point d'origine. Bien qu'aucune référence à ce propos n'ait été trouvée, il faut admettre la possibilité que ces sources éloignées contribuent dans certains cas à la pollution générale. On propose que l'amiante

provenant des roches amiantifères transportées par les glaciers et l'amiante en suspension dans l'air sont à l'origine des concentrations naturelles observées dans des cours d'eau qui ne sont pas contaminés par des sources géologiques ou commerciales d'amiante.

Les présentes investigations à l'échelle nationale sur la pollution des approvisionnements publics en eau potable au Canada (Chatfield, en préparation)[2] et aux États-Unis (Stewart et coll., 1976), vont mener à la constitution d'une meilleure base d'évaluation globale du phénomène, mais il ressort déjà des travaux d'Oliver et Murr (1976) au Nouveau-Mexique, de Cooper et Murchio (1974) en Californie, de Cunningham et Pontefract (1971) et de Kay (1974) en Ontario, que les concentrations naturelles d'amiante dans les eaux sont plus élevées quand les cours d'eau franchissent des formations géologiques amiantifères.

Enfin, pour l'information du lecteur, des concentrations d'amiante de l'ordre de 10^6 - 10^7 fibres/L ont été rapportées pour certaines boissons comme la bière et les boissons gazeuses (Cunningham et Pontefract, 1971; Biles et Emerson, 1968) et des concentrations allant jusqu'à 10^6 fibres/L ont été détectées dans le vin *(Consommateur canadien,* juin 1977). Pour le moment, on ne peut pas dire si l'amiante provenait de l'eau ou de l'air ou si elle dépendait de la préparation et de l'embouteillage des boissons.

Méthode analytique et échantillonnage

Des diverses méthodes essayées, telles la diffraction des rayons X, l'activation neutronique, la microscopie électronique, l'analyse chimique et l'analyse aux rayons infrarouges, seule la microscopie électronique a fourni des résultats consistants à l'intérieur de la plage de travail requise. Des phénomènes d'interférence minérale et des difficultés au niveau de la résolution ont plus ou moins éliminé toutes les autres méthodes (Bagioni, 1975).

La microscopie électronique par transmission et par balayage est un moyen commode de différencier les fibres de chrysotile des fibres d'amphibole (Gerber et Rossi, 1977), mais Cook et coll. (1976) ont constaté que même celle-ci ne permet pas d'identifier toutes les fibres d'amphibole, à cause du diamètre extrêmement fin de ces dernières. L'identification, la mesure et le décompte des fibres au microscope électronique constituent un travail fastidieux, sans compter que des laboratoires différents ont obtenu des résultats totalement divergents en testant des échantillons identiques d'eau. Pour résoudre ce problème, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a mis sur pied un comité chargé de trouver une méthode d'analyse qui assurerait la précision des résultats. C'est ainsi que le Comité de l'analyse de l'amiante (1977) a remis un rapport sur une méthode provisoire pour déterminer les concentrations des fibres d'amiante dans l'eau par microscopie électronique de transmission; la méthode suggérée augmente la fiabilité. C'est la méthode à laquelle on a eu recours pour doser tous les échantillons d'eau prélevés dans la région du Pacifique et du Yukon. Les points saillants en sont décrits au tableau 2.

L'Union internationale de lutte contre le cancer (U.I.C.C.) est à l'origine de la préparation et de la distribution d'échantillons normalisés de référence des types d'amiante les plus répandus (Timbrell et coll., 1968),

Tableau 2. Résumé de la méthode de dosage de l'amiante

Méthode	Détails
Instrumentation	Microscope électronique à définition de 0,5 à 1,0 nm et à grossissement de 300 à 100 000.
Préparation de l'échantillon	L'échantillon d'eau est filtré sur filtre Nuclepore à pores de 0,1 µm; du carbone est ensuite pulvérisé sur les particules retenues par le filtre. Des sections du filtre sont installées sur des grilles de microscope et le filtre est dissous dans du chloroforme. Les matières organiques insolubles peuvent être éliminées par une préfiltration sur un filtre Millipore de 0,1 µm qui est ensuite calciné à basse température dans un plasma d'oxygène. Les cendres sont reprises en suspension dans l'eau distillée avant filtration sur Nuclepore.
Observation et dosage	Les échantillons de référence de l'U.I.C.C. devraient être employés pour l'identification des fibres. Il faut ensuite mesurer la longueur et le diamètre des fibres, en examiner la structure (tubes creux ou fibres pleines), en faire le compte par secteur de grille (il faut compter un minimum de 100 fibres, 200 de préférence, pour obtenir un niveau de confiance suffisant).
Plage	Toute concentration entre $0,1 \times 10^6$ et 1×10^9 fibres/L peut être déterminée sans dilution de l'échantillon (5 à 50 ml de l'échantillon original sont employés).
Précision	On peut s'attendre à un écart-type relatif de 34 à 60 % avec des concentrations moyennes de 9 millions à 310 millions de fibres/L.

[2] Publiée par Santé et Bien-être social Canada sous le nom de «Enquête sur les fibres d'amiante dans les approvisionnements en eau potable au Canada», 79-EHD-34.

dont l'emploi est recommandé comme clé d'identification des fibres d'amiante lors des études par microscopie électronique (Skikne et coll., 1971).

La méthode utilisée (tableau 2) s'apparente aussi à celle qui est employée au laboratoire de l'*EPA* à Duluth, au Minnesota (P.E. Cook, communication personnelle), et elle semble bien correspondre à la méthode décrite par Hallenbeck et coll. (1977b), université d'Illinois. Ces derniers insistent sur l'importance de bien surveiller le compte de fibres car cette étape semble entachée d'une forte marge d'erreur.

Les considérations générales qui interviennent lors des échantillonnages de qualité de l'eau valent également pour les échantillonnages destinés au dosage des fibres d'amiante. Les points d'échantillonnage sont choisis en fonction des objectifs des tests. Quand les échantillons ne peuvent être analysés en moins de 48 heures, il est préférable d'ajouter du $HgCl_2$ pour bloquer la prolifération algaire et bactérienne (employer 20 ppm de Hg ou 1 mL d'une solution à 2,71 % de $HgCl_2$, par litre d'eau). Il est recommandé d'employer des bouteilles d'échantillonnage en polyéthylène d'un litre.

SANTÉ ET ASPECTS CLINIQUES DE LA TOXICITÉ DE L'AMIANTE DANS L'EAU

Diverses infections possibles

Il semble, d'après les faits recueillis par Charlebois (1978) que l'inhalation de poussières d'amiante conduise au cancer du poumon et des bronches et au mésothéliome (une tumeur) de la plèvre (membrane enveloppant le poumon) et du péritoine (membrane de la cavité abdominale). Il a été extrêmement difficile d'obtenir des données concluantes, surtout à cause du décalage de 15 à 40 ans entre la première exposition à l'amiante et l'apparition du cancer (Hill, 1976; Charlebois, 1978). On ne connaît pas encore les causes exactes du cancer induit par l'amiante; le tableau 3 donne quelques-unes des hypothèses parfois contradictoires qui ont été avancées jusqu'ici.

Il y a lieu de noter que presque tous les indices cliniques sont fondés sur un rapport de cause à effet entre l'exposition aux poussières et l'action observée, et que tous les genres d'amiante semblent nuisibles pour la santé, chacun ayant semble-t-il, son propre facteur de risque qui dépend aussi de la concentration des poussières (Bogovski et coll., 1972; Redfearn, 1977).

Le risque entraîné par l'ingestion d'amiante avec l'eau

Comme l'ont noté Hallenbeck et Hess (1977), on présume qu'une proportion considérable des poussières d'amiante inhalées sont aussi avalées, donc ingérées. Les expériences menées avec des rats par Evans et coll. (1973) ont montré que jusqu'à 48 % des poussières inhalées sont avalées. Il est donc extrêmement difficile sur le plan clinique d'examiner d'une part l'action de l'amiante avalé directement et d'examiner d'autre part, celle de l'amiante qui est ingéré avec la nourriture et l'eau. Dans leurs études, Selikoff et coll. (1964), Merliss (1971), Wagner et coll. (1973), Evans et coll. (1973) et Selikoff (1974) ont cru pouvoir attribuer aux fibres d'amiante ingérées l'augmentation observée du nombre de cancers du tractus digestif. Lors de son étude de 1974, Selikoff a trouvé que ce type de cancer était 2 à 3 fois plus fréquent chez les travailleurs de l'amiante que chez le grand public. Merliss (1971) a remarqué une forte corrélation entre la consommation de riz traité au talc et la fréquence des cas de cancer gastro-intestinal au Japon. Le talc commercial est presque toujours contaminé par des fibres de trémolite, une amphibole (Speil et Leineweber, 1969). Le seul cas connu d'exposition de

Tableau 3. Causes possibles du pouvoir carcinogène de l'amiante, tirées des ouvrages.

Causes suggérées du pouvoir carcinogène	Auteurs
Contamination de l'amiante par d'autres composés, aromatiques polycycliques tels que les hydrocarbures	Pylev et Shabad (1972)
La présence de métaux à l'état de traces, comme Cr, Ni, Be, qui pourraient inhiber le métabolisme du benzo (a) pyrène, se traduisant par un séjour prolongé des agents carcinogènes aux points d'infection.	Morgan et Cralley (1972)
La présence de métaux à l'état de traces, comme Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Fe et l'intervention d'autres facteurs, qui inhiberaient l'activité enzymatique.	Thomson et coll. (1974)
Des agents chimiques, y compris des métaux à l'état de traces, pourraient jouer un rôle important.	Harington (1972)
La structure, les dimensions et la forme des fibres pourraient jouer un rôle important.	Timbrell (1972)
La longueur des fibres et leurs propriétés, plutôt que leur composition chimique ou la présence de métaux à l'état de traces, pourraient être responsables de leur potentiel carcinogène.	Wagner et coll. (1973) Stanton (1974)
On ne sait pas quel genre d'amiante est le plus dangereux pour la santé ou quelle propriété des fibres a le plus de répercussions sur la toxicité, mais les charges en surface pourraient jouer un rôle important.	Light et Wei (1977)

longue durée à des fibres d'amiante ingérées avec l'eau provient des études menées sur la contamination des réservoirs d'eau potable de Duluth, au Minnesota (Hill, 1976). Il n'a pas été possible de faire la preuve légale, sur une base scientifique, que l'amiante ingéré avec l'eau potable constituait une menace pour la santé. Il y a cependant lieu de noter que l'exposition a duré de 1956 à 1974 et que, compte tenu du décalage de 15 à 40 ans avant l'apparition des signes cliniques d'intoxication, il est impossible de rejeter complètement la possibilité d'un risque bien réel. Kay (1973), Olson (1974), Hallenbeck et coll. (1977b) et Wigle (1977) ont tous souligné que jusqu'au moment de leurs études l'ingestion de fibres d'amiante avec l'eau n'avait pas eu d'effets nocifs importants sur la santé.

Des données cliniques récentes, fournies par Pontefract et Cunningham (1973), Cunningham et Pontefract (1974), Piper (1976) et Storeygard et Brown (1977), indiquent que les fibres d'amiante peuvent bel et bien traverser l'épithélium du tractus digestif et d'autres tissus pour se loger enfin à différents endroits de l'organisme et être entraînées dans le sang. Piper (1976) soulève l'hypothèse que les fibres jugées responsables de tumeurs cancéreuses au niveau du poumon peuvent aussi s'infiltrer dans le tractus gastro-intestinal. Il reste à découvrir leur voie de pénétration, leurs lieux d'accumulation et les risques pour la santé que cela comporte. Aucune conclusion certaine ne peut être tirée des autopsies sur des personnes ni des expériences d'ingestion par des animaux. Comme l'ont souligné Hallenbeck et Hesse (1977) les plus sérieuses complications que rencontrent les chercheurs dans ce domaine sont l'insuffisance quantitative des échantillons, le manque de témoins adéquats et des périodes d'observations des animaux trop courtes.

Résumé des données cliniques

On peut dire que, jusqu'à maintenant, aucun risque certain pour la santé n'a pu être associé à l'ingestion d'amiante transporté dans l'eau potable. Il ne faut cependant pas négliger ce facteur, vu qu'il y a très peu d'études de fond effectuées jusqu'à maintenant et que les périodes de latence sont considérables. Il y a bien des signes cliniques de la nocivité de l'amiante ingéré, mais il reste à élaborer la preuve scientifique (Hill, 1976).

LES FIBRES D'AMIANTE DANS LES RÉSERVOIRS D'EAU POTABLE ET DANS LES RÉSEAUX DE DRAINAGE-COMPTE RENDU DE LA DOCUMENTATION

Un certain nombre d'études sur la concentration d'amiante dans l'eau ont été exécutées en Amérique du Nord. Parmi celles-ci on trouve:

1. l'étude du lac Supérieur,
2. les programmes d'étude effectués en Ontario et au Québec,
3. les études menées dans la vallée du Rio Grande, au Nouveau-Mexique,
4. les analyses régionales de l'amiante dans l'eau potable aux États-Unis,
5. des études américaines sur la concentration des fibres d'amiante dans les eaux de ruissellement et dans les effluents des usines de transformation de l'amiante, et
6. l'analyse canadienne de l'amiante dans les approvisionnements en eau potable.

Chacune de ces études ayant son propre objectif, elles sont d'abord traitées individuellement et ensuite un résumé des données relevées est présenté en vue de comparer les concentrations.

L'étude du lac Supérieur

Les résidus d'une mine exploitant une formation de taconite étaient rejetés depuis 1956 dans les eaux du lac Supérieur à Silver Bay, au Minnesota. Ils contenaient beaucoup d'amphiboles et leur rejet dans les eaux du lac a fortement contaminé les eaux d'approvisionnement de Duluth et des municipalités environnantes, qui sont toutes alimentées par les eaux du lac.

L'analyse de carottes des sédiments de fond a permis d'identifier la source des fibres d'amiante. Les sédiments d'avant 1950 ne comportaient que des traces d'amphibole, alors que ceux de 1964 à 1965 et les sédiments plus récents contenaient de grandes quantités d'amiante du type cummingtonite-grünérite (amosite). Ce type d'amiante est absent dans les sédiments plus anciens et il a été montré qu'il provenait de la mine de Silver Bay (Conseil consultatif de recherche sur les Grands lacs, 1975).

Beaucoup de chercheurs se sont intéressés aux concentrations d'amiante dans les lacs. Ainsi, Cook et coll. (1974) ont trouvé que la concentration d'amiante dans les eaux d'alimentation de Duluth (provenant du lac Supérieur) variait de 1×10^7 à 1×10^9 fibres/L, alors que Durham et Pang (1976) ont trouvé des concentrations de moins de $0{,}1 \times 10^6$ jusqu'à $8{,}7 \times 10^7$ fibres/L dans les eaux libres du lac Supérieur. Il a été constaté que la distribution des fibres variait énormément, sans doute à cause des variations météorologiques et du passage des saisons, comme des courants dans le lac (Cook et coll., 1976). Il y a peu de migration de l'amiante d'un côté à l'autre de la frontière, dans les eaux libres, mais les concentrations diminuent entre juin et novembre (Durham et Pang, 1975, 1976). Fairless (1977) a rapporté une diminution de concentration à partir de la source vers la gauche, et à l'autre côté du lac.

Pour éviter de faire courir des risques inutiles à la population, il a été décidé de filtrer les eaux d'alimentation (Franz, 1976); d'après Schmitt et coll. (1977), il semble que la filtration soit efficace et assez simple. À cause de ses implications juridiques, le cas de Duluth a reçu beaucoup de publicité et, comme l'a noté Hill (1976), ce cas a montré en outre que, malgré toute une symptomatologie, aucune preuve scientifique de danger pour la santé ne pouvait être produite. L'entreprise a eu le temps de trouver un nouvel emplacement et de mettre au point de nouvelles techniques pour l'élimination future des résidus miniers.

Les programmes d'étude effectués en Ontario et au Québec

Suite à une étude préliminaire de Cunningham et Pontefract (1971), le ministère de l'Environnement de l'Ontario a lancé une étude dont l'objectif était de déterminer la concentration d'amiante dans les eaux d'alimentation partout dans la province. Les résultats de l'étude de Kay (1973) ont rélévé la présence de fibres d'amiante dans chacun des 22 échantillons d'eau analysés, les concentrations variant entre 1×10^5 et 4×10^6 fibres/L (pour une comparaison plus détaillée, consulter le tableau 4).

Tableau 4. Concentrations d'amiante dans l'eau potable

Ville	Basse Concentration	Haute Concentration (fibres/L	Type dominant de fibre
Boston	N.D.*	1×10^7	Chrysotile et amphibole
Philadelphie	N.D.	$2{,}3 \times 10^8$	Chrysotile
Atlanta	N.D.	$1{,}2 \times 10^7$	Chrysotile
San Francisco	N.D.	$2{,}4 \times 10^8$	Chrysotile
Seattle	N.D.	$1{,}9 \times 10^6$	Chrysotile

*N.D. = non détectable

À partir des données publiées par Cunningham et Pontefract (1971), on a fait une comparaison entre l'eau filtrée et l'eau non filtrée de plusieurs cours d'eau de l'Ontario. On a trouvé des concentrations d'amiante de 2×10^6 à 6×10^6 fibres/L pour l'eau filtrée, et de 8×10^6 à 1×10^7 fibres/L pour l'eau non filtrée.

La concentration dans l'eau d'un lac près de Thetford Mines, Québec, atteignait $1{,}7 \times 10^8$ fibres/L, par rapport à 4×10^6 fibres/L dans le lac Ontario. Ceci porte à croire que les apports provenant des mines d'amiante étaient responsables de la plus forte concentration du premier. Cette découverte est sans doute à l'origine des études de Lawrence et Zimmermann (1977) qui ont étudié les méthodes de filtration des effluents des mines et des usines de transformation de l'amiante en Ontario, au Québec et à Terre-Neuve. Les concentrations dans les effluents non traités atteignaient de 1×10^9 à 1×10^{11} fibres/L; il a été montré qu'une sédimentation suivie d'une filtration sur lit mixte arrêtait la majeure partie de l'amiante entraîné dans les effluents.

Les études menées dans la vallée du Rio Grande au Nouveau-Mexique

Oliver et Murr (1977) ont déterminé la concentration de fibres d'amiante dans beaucoup de sources d'eau potable au Nouveau-Mexique. Ils voulaient savoir si l'emploi de conduites d'amiante, d'emploi très répandu pour le transport de l'eau dans cette région semi-aride était responsable d'une augmentation de la concentration d'amiante dans l'eau. Un grand nombre d'échantillons examinés étaient constitués d'eau de puits, dont plusieurs montraient une concentration élevée de fibres d'amiante. Il n'ont pas observé d'enrichissement en amiante de l'eau dans ces conduites; par contre, ils ont constaté que beaucoup d'échantillons d'eau de puits contenaient plus de fibres d'amiante que l'eau circulant dans le réseau de distribution. Une autre étude a confirmé qu'il n'y a pas d'enrichissement en amiante dans les conduites (Hallenbeck et coll., 1978).

Différentes concentrations ont été observées, d'au-dessous de la limite de détection jusqu'à $2{,}1 \times 10^9$ fibres/L; au total, on considère que ces concentrations sont élevées par rapport à celles qui ont été rapportées pour l'Ontario et à Duluth. On croit que la grande abondance de formations géologiques riches en amphiboles et serpentine au Nouveau-Mexique a causé les concentrations élevées. Les données de la figure 1, un diagramme très sommaire des régions amiantifères par comté aux États-Unis, vont dans le sens de cette hypothèse (Olson, 1974; Kuryvial et coll., 1974).

Comtés dans lesquels des amphiboles et du chrysotile ont été signalés.

Figure 1. Formations amiantifères aux États-Unis.

Analyses régionales de l'amiante dans l'eau potable aux États-Unis

Deux études, au cours desquelles on a mesuré la concentration d'amiante dans les eaux d'alimentation de certaines régions, ont été menées entre 1973 et 1975. Cooper et Murchio (1974) rapportent avoir décelé de l'amiante dans certaines sources d'eau potable au nord de la Californie, alors que Stewart (1976) a compilé des données portant sur l'eau potable de dix centres urbains: Boston, New York, Kansas City, Philadelphie, Denver, Seattle, Atlanta, Dallas, Chicago et San Francisco. Cooper et Murchio (1974) rapportent avoir décelé des fibres d'amiante dans plusieurs sources d'eau potable, mais à concentrations généralement inférieures à 1×10^6 fibres/L. Il y avait une exception, soit l'eau d'un réservoir de Marin County, dont la concentration atteignait 2×10^8 fibres/L. Des échantillons d'eau prélevés dans des aqueducs de la région du lac Supérieur ont aussi été examinés, et les résultats comparés avec ceux de Stewart (1976), qui avait déjà examiné les mêmes sources. Les concentrations observées variaient entre 1×10^6 et 1×10^7 fibres/L.

Dans son étude des eaux d'approvisionnement de dix grands centres urbains, Stewart (1976) a constaté que les eaux d'alimentation de New York, de Chicago, de Dallas, de Kansas City et de Denver ne contenaient virtuellement pas de fibres mais que les eaux de Boston, de Philadelphie, d'Atlanta, de Seattle et de San Francisco en contenaient. En outre, il a observé que les fibres étaient habituellement petites (de l'ordre de 1,5 à 2 μm), et que les concentrations présentaient des variations saisonnières dans les eaux d'Atlanta et de Philadelphie. Les augmentations de concentration correspondaient à l'augmentation du débit des rivières. Le tableau 4 donne les concentrations-limites de fibres dans chacune des cinq villes en question.

Études américaines sur la concentration des fibres d'amiante dans les eaux de ruissellement et dans les effluents des usines de transformation de l'amiante.

Stewart et coll. ont publié en 1976 les résultats d'une enquête sur la concentration des fibres d'amiante dans des eaux naturelles. Ils ont observé que les concentrations d'amiante suivent les variations saisonnières du débit et sont donc elles-mêmes très variables. Certains cours d'eau et certains lacs du Montana, de la Californie et du Vermont contenaient jusqu'à 5×10^7 fibres/L. Trois cours d'eau, en Géorgie, en Caroline du Nord et au Tennessee, ne contenaient pas de quantités détectables de fibres.

Les effluents produits par les principaux secteurs de la transformation de l'amiante partout à travers les États-Unis ont été étudiés par Stewart et coll. (1976). Il a été trouvé que la fabrication de papier d'amiante est le procédé industriel dont les effluents contiennent les plus hautes concentrations de fibres d'amiante. Le tableau 5 donne les concentrations dans les effluents par type d'industrie telles qu'elles ont été publiées par Stewart et coll. (1976).

Tableau 5. Concentrations d'amiante dans les effluents de divers secteurs de transformation de l'amiante

Produit	Concentrations dans les effluents (fibres/L)
Tuyaux de fibro-ciment	10^6 -10^7
Tuiles d'amiante	10^6 -10^7
Feuilles de fibro-ciment	10^7 -10^{10}
Papier d'amiante	10^9 -10^{10}
Produits résistant au frottement	10^9 -10^{10}
Toile d'amiante	10^6 -10^7

Analyse canadienne des approvisionnements en eau potable

En 1977, la Fondation de recherche de l'Ontario (F.R.O.) a obtenu un contrat du gouvernement fédéral pour entreprendre une enquête nationale sur la contamination de l'eau potable par les fibres d'amiante. L'objectif de l'enquête était de déterminer la concentration d'amiante dans les sources d'eau potable destinée à la majeure partie de la population. Il fallait s'occuper principalement d'analyser 75 sources d'approvisionnement de grands centres urbains aussi bien que les sources les plus importantes dans les régions où sont installées des entreprises traitant l'amiante. Deux cent trente échantillons au total devaient être réunis et les concentrations déterminées par microscopie électronique. La compilation des données n'est pas encore terminée, et Chatfied et coll. sont en train de rédiger le rapport à la F.R.O., à Mississauga, qui devrait être terminé à la fin de septembre 1978.[3]

Résumé

Pour parvenir à une juste comparaison des concentrations, on a établi une distinction entre les eaux contaminées par des sources ponctuelles (points d'extraction, de broyage et de transformation) et les eaux contaminées par des sources naturelles. L'examen de la variabilité des concentrations d'amiante dans les eaux naturelles (tableau 6) montre que la neige fondue et la pluie peuvent contenir des quantités considérables de fibres. À cause du manque de données, on ne peut pas savoir si les concentrations sont bien représentatives, ni si les émissions provenant de l'industrie et du réseau de transport

[3] Voir le renvoi n° 2.

ont un effet sur ces concentrations. Les concentrations d'amiante dans les eaux souterraines semblent dépendre de la présence de formations géologiques amiantifères; il semble que ce soit aussi le cas pour les rivières. La base de données étant tellement limitée, il est encore impossible de prévoir les concentrations d'amiante et leurs variations dans les eaux naturelles; on croit qu'il serait avisé d'orienter les recherches en partie vers l'étude du cycle de l'amiante dans l'eau et des variations naturelles de concentration de l'amiante.

Le tableau 7 donne le résumé des concentrations d'amiante dans les réseaux municipaux d'aqueducs, les réservoirs d'eau potable et les effluents d'usines traitant de l'amiante. À l'examen, il apparaît que les concentrations d'amiante varient considérablement d'une région à l'autre et selon les sources de contamination. Des concentrations atteignant 1×10^{12} fibres/L ont été observées dans des plans récepteurs contaminés par des effluents d'usines traitant de l'amiante. Des concentrations atteignant 2×10^{7} fibres/L ont été observées dans les réser-

Tableau 6. Résumé des concentrations d'amiante dans les eaux naturelles

Type de milieu	Région	Concentrations		Source des données
		Concentrations supposément naturelles, sans pollution ponctuelle	Concentrations présumément modifiées par des opérations d'extraction et de transformation de l'amiante	
Lacs	Lac Supérieur (ouest), région de Duluth		4×10^{7} à 1×10^{9}	Cook et coll. (1977)
	Lac Ontario	2×10^{6}		Kay (1973)
	Lac Michigan		1×10^{6} à 1×10^{8}	Cunningham et Pontefract (1971) Hallenbeck et coll. (1977)
	Lac Oroville, Californie	Jusqu'à $1{,}7 \times 10^{6}$		Stewart et coll.(1976)
	Lac A, Marin County, Californie	Jusqu'à 2×10^{6}		Cooper et Murchio (1974)
Rivières	Outaouais, à Ottawa	$9{,}5 \times 10^{6}$		Cunningham, et Pontefract (1971)
	Rivière Trinity, Californie	Jusqu'à $4{,}8 \times 10^{7}$		Stewart et coll. (1976)
	Rivière Beaverhead, Montana	Jusqu'à $2{,}7 \times 10^{7}$		Stewart et coll. 1976)
Eaux souterraines	Rio Grande, Nouveau-Mexique	Jusqu'à 2×10^{9}		Oliver et Murr (1977)
	Illinois	Jusqu'à 3×10^{8}		Hallenbeck et coll. (1978)
	Houston, Texas	Non détectable		Cooper et coll. (1974)
Eaux de pluie	Chicago, Illinois	1×10^{5} à 1×10^{6}		Hallenbeck et coll. (1977a)
Neige fondue	Ottawa	$3{,}4 \times 10^{7}$		Cunningham et Pontefract (1971)

voirs d'eau potable situés dans des régions où la roche de fond contient des formations amiantifères et où l'on suppose qu'aucune contamination par des effluents industriels n'existe. Enfin, il faut noter que la plupart des observations reposent jusqu'ici sur un nombre très restreint, parfois insuffisant, de données et qu'elles doivent être confirmées par d'autres recherches.

Tableau 7. Résumé des concentrations d'amiante dans les réservoirs municipaux d'eau potable et dans les effluents

Type de milieu	Région	Concentrations		Source des données
		Concentrations supposément naturelles, sans pollution ponctuelle	Concentrations présumément modifiées par des opérations d'extraction et de transformation de l'amiante	
Réseaux municipaux d'aqueduc	Ontario (lacs et rivières)	$\leq 3{,}9 \times 10^6$		Kay (1973)
	Lac Supérieur (ouest)		10^6 à 10^8	Kay (1973)
	Lac Supérieur (ensemble)		$\leq 10^7$	Charlebois (1978)
	Rivière Détroit (eaux brutes)	$2{,}5 \times 10^7$		Kay (1973)
	Toronto	$\leq 4 \times 10^6$		Kay (1973)
	Lac Michigan	$\leq 6{,}7 \times 10^5$		Hallenbeck et coll. (1978)
	Eau potable (brute) de l'Ontario	$1{,}7 \times 10^7$		Brown (1977)
	Vallée du Rio Grande	$\leq 2 \times 10^9$		Oliver et Murr (1977)
	Eaux souterraines de l'Illinois	$\leq 3 \times 10^5$		Hallenbeck et coll. (1978)
	Philadelphie	$2{,}3 \times 10^8$		Stewart et coll.(1976)
	San Francisco	$2{,}4 \times 10^8$		Stewart et coll. (1976)
Eau du robinet	D'une rivière ontarienne	$9{,}5 \times 10^6$		Cunningham et Pontefract (1971)
	Thetford Mines, Québec		$1{,}7 \times 10^9$	Cunningham et Pontefract (1971)
Effluents ayant un rapport avec l'exploitation de l'amiante	Asbestos, Québec		1×10^9	Lawrence et Zimmermann (1977)
	Baie Verte, Terre-Neuve		1×10^{11}	Lawrence et Zimmermann (1977)
	Usine de fibro-ciment*		5×10^9	Lawrence et Zimmermann (1977)
	Fibro-ciment: Tuyaux et feuilles*		10^6 à 10^{10}	Stewart et coll. (1976)
	Papier d'amiante*		10^8 à 10^{12}	Stewart et coll. (1976)

*Sources industrielles de diverses régions

ÉTUDES EXPLORATOIRES EN COLOMBIE-BRITANNIQUE ET AU YUKON

L'amiante dans le réseau de la rivière Sumas et du fleuve Fraser

En 1976, le bureau de l'*EPA* de Seattle a signalé aux autorités canadiennes des concentrations anormales de fibres d'amiante dans les eaux du bassin de la rivière Sumas. Celle-ci prend origine dans la partie nord des montagnes Cascade, état de Washington, traverse la frontière à Huntingdon et se déverse dans la partie inférieure du Fraser, en Colombie-Britannique.

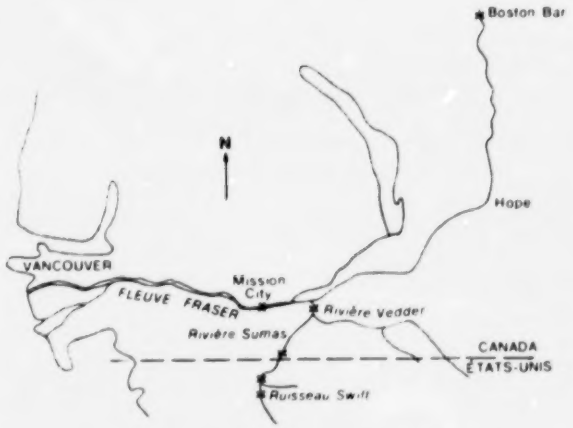

Figure 2. Position relative des bassins versants de la Sumas et du Fraser (les points d'échantillonnage sont marqués d'un x)

Un certain nombre d'échantillons d'eau ont été prélevés par la Direction de la lutte contre la pollution, ministère de la Santé du gouvernement de la Colombie-Britannique, et par la Direction de la qualité des eaux du gouvernement fédéral, entre janvier 1976 et décembre 1977, afin de:

(a) calculer la concentration des fibres d'amiante en quelques points du réseau du Fraser,
(b) examiner les sources possibles de contamination par l'amiante dans la région, et
(c) évaluer l'exactitude du dosage et les sources de variation.

Aucun programme coordonné n'a été mis sur pied, les analyses étant effectuées aux points d'échantillonnage qui servaient d'ailleurs à d'autres programmes d'étude menés dans la région.

(a) Concentration de fibres d'amiante dans le réseau du Fraser

Des échantillons d'eau ont été prélevés, conservés et dosés de la manière rapportée dans la section «Données générales». Le premier ensemble d'échantillons a été analysé à l'Institut national de recherche sur les eaux à Burlington, par M. R. Durham. Les autres échantillons ont été dosés à Vancouver par *Levelton & Associates Ltd.*, les vérifications étant effectuées par dosage de doubles dans d'autres laboratoires (voir section c). Les concentrations ont varié entre 5×10^8 et 1×10^{11} fibres/L dans le bassin de la Sumas (figure 3), et entre $8{,}5 \times 10^6$ et $1{,}2 \times 10^9$ fibres/L dans le bassin du Fraser (figure 4). Les données

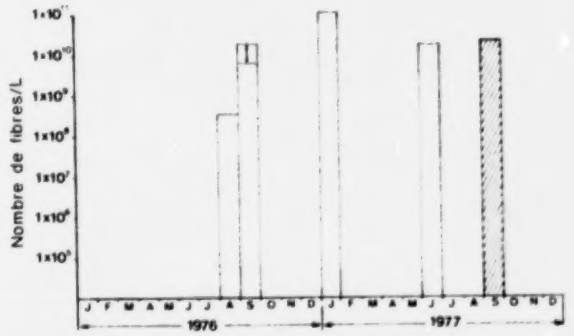

Figure 3. Concentrations des fibres d'amiante dans la rivière Sumas, à la frontière canado-américaine. La flèche signifie les variations entre deux échantillons ou plus; la contre-hachure symbolise les concentrations en fibres/L en aval du confluent du ruisseau Swift.

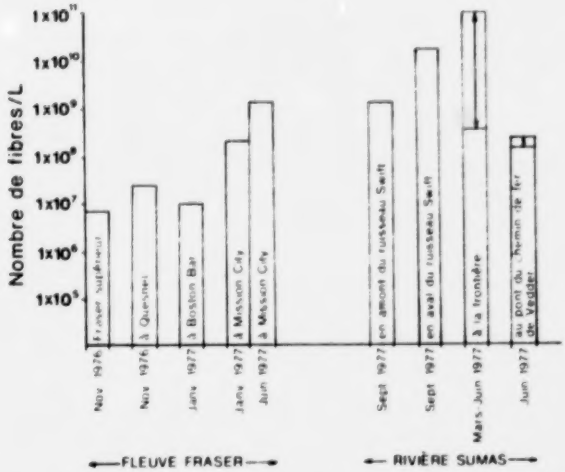

Figure 4. Concentrations des fibres d'amiante dans le Fraser et la Sumas, vers l'aval. Les flèches signifient les variations entre deux échantillons ou plus.

présentées à la figure 3 ne permettent pas de dégager de tendances saisonnières; les variations d'amont en aval doivent être jugées avec beaucoup de prudence, que ce soit dans le bassin de la Sumas ou celui du Fraser, parce que dans les deux cas, on a prélevé les échantillons à différentes périodes. Les données n'ont été présentées que pour montrer que les concentrations d'amiante dans la Sumas et dans le Fraser sont toujours élevées.

(b) Sources de contamination dans les deux bassins versants

Puisqu'il n'y a aucune usine connue qui traite l'amiante dans la région, on s'est plutôt concentré sur l'étude de la géologie de la roche de fond dans les deux bassins versants.

Rivière Sumas — On croyait que la Sumas était contaminée par un glissement de terrain actif près de la source du ruisseau Swift (un petit affluent de la Sumas, près de Nooksack, état de Washington). Le glissement de terrain est considéré comme une importante source ponctuelle de matières en suspension qui, d'après *Converse, Davis, Dixon and Associates Inc.* (1976), se serait formé au commencement de la période post-glaciaire (± 10 000 ans). Il est supposé que le glissement de terrain s'était stabilisé jusqu'à il y a 35 ans, quand il s'est réactivé. Une séquence de photographies aériennes indique un mouvement continuel de masse depuis ce temps; il s'est produit en outre une importante rupture de pente en 1971 qui avait même obstrué le lit du ruisseau Swift. *Converse, Davis, Dixon and Associates Inc.* (1976) estiment que depuis cette date, le glissement de terrain progresse au rythme annuel de 9 mètres, surtout par reptation.

La roche de fond est très fracturée à cause du développement de failles de poussée; elle est constituée de chert et de schiste couverts d'importantes intrusions de dunites et de péridotites. Celles-ci ont été considérablement altérées pour former de la serpentine et de l'argile; elles sont elles-mêmes couvertes par un conglomérat de la formation Huntingdon et Chuckanut.

Toutes les formations ont été soulevées et sont maintenant inclinées en pente raide. Les couches d'argile et de serpentine sont imperméables, de sorte que l'eau, qui pénètre facilement dans les couches plus perméables de conglomérat, s'accumule dans la zone de contact. Il est supposé que cette zone saturée devient le plan de glissement des ruptures de masse quand il pleut plus que de coutume. La figure 5 pourrait constituer un bon exemple de ce phénomène: on voit qu'une section du conglomérat a glissé, exposant la roche de fond de serpentine verte. Les fibres d'amiante sont abondantes dans la formation de serpentine et maintenant, les eaux de ruissellement ont plus facilement accès à l'amiante.

Pour savoir si c'est bien la serpentine exposée par le glissement de terrain qui est responsable de la forte contamination de la rivière Sumas, on a organisé en septembre 1977 une journée de travaux sur le terrain, au cours de laquelle on a prélevé en quatre exemplaires des échantillons d'eau de la rivière à deux points; l'un immédiatement en amont et l'autre 500 mètres en aval du confluent du ruisseau Swift. L'analyse des échantillons a montré que le ruisseau Swift était responsable d'une augmentation de concentration d'à peu près un ordre de grandeur (2×10^9 fibres/L en amont du ruisseau Swift, par rapport à 3×10^{10} fibres/L en aval du confluent). Bien que cette source de contamination soit importante, il a été conclu que l'importance et le débit du ruisseau Swift ne permettaient pas d'expliquer les teneurs globales d'amiante observées dans la Sumas au confluent du Fraser. En outre, les concentrations mesurées en amont du confluent du ruisseau Swift

Figure 5. Exposition de la roche de fond de serpentine, après le glissement du conglomérat superficiel.

Tableau 8. Vérification des résultats

Résultats	Sumas, en amont du Swift		Sumas, en aval du Swift	
	Concentration (fibres/L)	Longueur moyenne des fibres (μm)	Concentration (fibres/L)	Longueur moyenne des fibres (μm)
Levelton & Assoc., Vancouver	$0,5 \times 10^9$	1,30	$3,1 \times 10^{10}$	Grappes
INRE, Burlington	$2,2 \times 10^9$	1,26	$2,9 \times 10^{10}$	2
EPA (É.-U.), Seattle	$1,6 \times 10^9$		trop abondantes pour une numération	

étaient considérées comme à peu près l'équivalent de celles mesurées à la frontière. On en conclut donc que l'abondance de serpentine et sa proximité de la surface du bassin versant sont responsables de la concentration totale observée.

Fleuve Fraser—Les différences de concentration d'un endroit à l'autre du Fraser étaient considérables. Comme les échantillons n'ont pas été prélevés en même temps, on ne peut évaluer la répartition spatiale des concentrations d'amiante à l'intérieur du bassin versant. Les concentrations d'amiante dans le Fraser en amont de Boston Bar semblent varier entre 8×10^6 et 4×10^7 fibres/L. Des concentrations plus élevées ont été observées à Mission City, sur le Fraser.

À part la source d'amiante près de la Sumas, il y a une importante ceinture de serpentine, de la région Coquihalla (Cairnes, 1929), disposée sur le flanc est du cañon Fraser, entre Boston Bar et Hope. On n'a pas effectué de relevés détaillés de l'ensemble du bassin, mais il est probable que cette source est à l'origine des concentrations observées d'amiante, compte tenu notamment de la maigre végétation dans le secteur de la source, qui ne peut suffire à empêcher l'érosion.

(c) Précision analytique et sources des variations

Quatre exemplaires des échantillons d'eau de la Sumas ont été prélevés en amont et en aval du ruisseau Swift pour établir la fidélité de la méthode d'analyse. Chaque jeu d'échantillons a été expédié à un laboratoire indépendant pour le dosage. Le tableau 8 donne les résultats de la vérification.

Il reste un jeu d'échantillons à doser, mais les résultats déjà obtenus présentent une bonne corrélation.

Comme mentionné ci-dessus, les données sur le Fraser et la Sumas ne peuvent pas se prêter à l'analyse des variations géographiques et saisonnières de la concentration. Il faut nécessairement mener de nouvelles études, qui seraient particulièrement intéressantes dans le cas d'une recherche des variations saisonnières, puisque cette question fait encore l'objet d'un débat. Ainsi, Nicholson et coll. (1972) n'ont trouvé aucune variabilité saisonnière d'importance statistique, alors que Hallenbeck et coll. (1977a) ont soutenu qu'il y a des écarts saisonniers marqués. Il est supposé que les conditions hydrologiques saisonnières agissent sur le transport des fibres, mais la preuve n'a pas encore été faite.

On a examiné la variabilité des concentrations en travers de trois cours d'eau, et les résultats sont donnés au tableau 9.

La variabilité en travers est assez réduite et se situe bien à l'intérieur des normes d'analyse; ceci peut être interprété comme le signe que des échantillons uniques peuvent constituer des indicateurs précis. Il faut cependant confirmer cette observation en répétant le test dans différentes conditions hydrologiques.

Tableau 9. Variabilité des concentrations d'amiante en travers des cours d'eau

Emplacement	Concentrations des fibres suivant la position		
	Rive gauche*	Milieu	Rive droite*
Le Fraser, à Mission City (10 juin 1977)	$9,4 \times 10^8$	$1,0 \times 10^9$	$1,2 \times 10^9$
La Vedder, au pont du chemin de fer (10 juin 1977)	$1,0 \times 10^8$	$1,4 \times 10^8$ $2,3 \times 10^8$	$2,6 \times 10^8$
La Sumas, à la frontière (3 septembre 1976)	$1,5 \times 10^{10}$	$0,8 \times 10^{10}$	$1,3 \times 10^{10}$

*L'observateur est tourné vers l'aval.

L'amiante dans le fleuve Yukon

On a fait doser l'amiante dans deux échantillons d'eau prélevés dans le Yukon en août 1977, afin de fournir des renseignements sur le transport des polluants à travers la frontière entre l'Alaska et le Yukon. Un échantillon a été prélevé à la frontière et l'autre, en amont du confluent du Yukon et de la rivière Fortymile. La concentration était de 2×10^8 fibres/L à la frontière et de $3{,}3 \times 10^7$ fibres/L en amont du confluent. Compte tenu du peu d'importance de la rivière Fortymile, on a conclu qu'une petite partie seulement de l'amiante dans l'eau du Yukon à la frontière pouvait provenir du bassin de la rivière Fortymile, sur laquelle a déjà été exploitée une mine d'amiante. Le gros de la contamination provenait de la roche de fond amiantifère, laquelle est très répandue dans les portions inférieures canadiennes du fleuve Yukon. Le ministère des Affaires indiennes et du Nord mène actuellement une étude détaillée du secteur de la mine; aucun résultat n'est encore disponible.

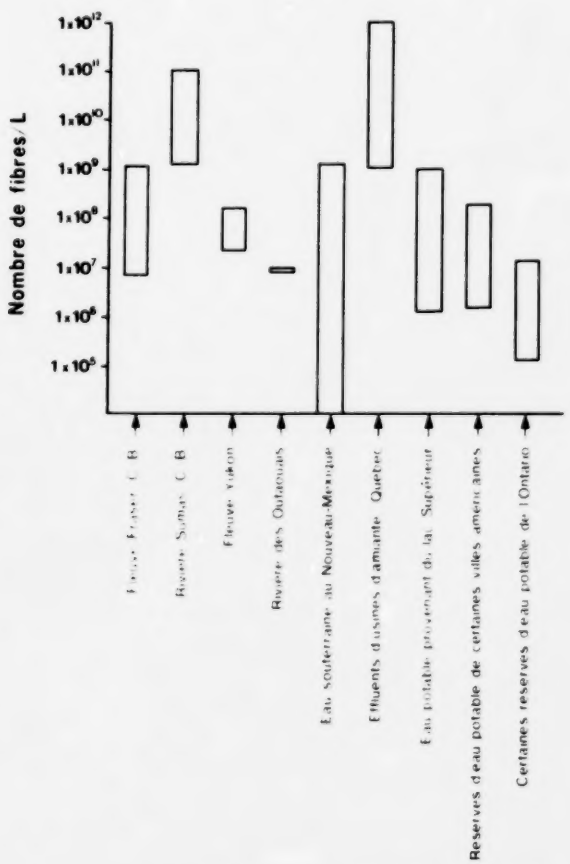

Figure 6. Comparaison des concentrations d'amiante dans différentes sources d'eau.

Comparaison des concentrations de la côte ouest, de la côte est et des États-Unis

Il n'est pas facile de comparer directement les concentrations d'amiante observées dans différentes sources d'eau de différents endroits en Amérique du Nord, puisque chaque secteur est soumis à l'influence de sa propre source de contamination et qu'interviennent des processus encore mal connus. Un graphique de type barométrique (figure 6) donne les concentrations observées dans diverses études.

Les eaux de rejet des usines traitant l'amiante comportaient les plus fortes concentrations d'amiante, mais l'eau provenant de certains réseaux naturels, comme celui de la Sumas en Colombie-Britannique, atteignait des concentrations vraiment très voisines de celles des effluents. La Sumas contenait des concentrations d'amiante plus élevées que toute autre source naturelle d'eau rapportée dans des ouvrages au cours des dernières années.

Deux conclusions sont possibles: ou bien la situation géologique du bassin inférieur du Fraser est exceptionnelle ou bien l'examen des concentrations d'amiante dans les autres régions n'a pas été assez poussé. Cette dernière explication semble davantage plausible.

Une liste concise de tous les échantillons d'eau prélevés au Yukon et en Colombie-Britannique dont la concentration d'amiante a été mesurée est donnée dans l'annexe.

FAÇONS DE PRÉVOIR LA CONCENTRATION D'AMIANTE DANS LES EAUX RÉCEPTRICES

Les différentes observations rapportées dans les publications, un total assez maigre, faut-il dire, tendent à montrer que les fibres d'amiante réussissent à contaminer l'eau à tous les niveaux du cycle hydrologique. Les mécanismes de transport et les causes des variations sont encore mal compris. Afin de mettre au point une méthode de prévision de la concentration d'amiante dans les eaux, il faut d'abord examiner les régions à la source de la contamination et ensuite, retracer la progression de l'amiante à l'intérieur du cylce hydrologique.

Identification des régions à l'origine de la contamination

Les fibres d'amiante sont formées par métamorphisme; on présume qu'elles sont le produit modifié de roches ultra-basiques. Elles se rencontrent là où il y a intrusion de matière volcanique entre des roches sédimentaires ou dans les zones de métamorphisme des roches ignées. Il va de soi que l'analyse de la géologie de la roche de fond, tant à l'échelle régionale qu'à l'intérieur de chaque bassin versant, est de toute première importance.

La figure 7 présente une carte indiquant la probabilité de trouver des formations amiantifères en Colombie-Britannique et au Yukon; cette carte est dérivée de la carte métamorphique de la Cordillère canadienne (Monger et Hutchison, 1971). Une grande partie de la région a été modifiée par métamorphisme; les secteurs identifiés de roche de fond correspondent aux assemblages de minéraux métamorphiques et à l'intensité du métamorphisme. Il est considéré que les régions de haute pression et de grande activité métamorphique ont la plus haute probabilité de contenir des fibres d'amiante. Les régions connues comme sources d'amiante ont aussi été indiquées sur la carte (ces données ont été publiées par le ministère des Mines de la Colombie-Britannique, 1974); beaucoup de ces secteurs amiantifères servent de points de référence ou d'indicateurs aériens pour la classification des différentes formations de faciès métamorphique.

La carte de la région (figure 7) facilite l'identification des bassins hydrographiques qui sont intéressants dans le cadre des études sur l'amiante, mais une fois que le bassin a été identifié, il faut des analyses plus précises des sources d'amiante. Ainsi, il faut étudier: l'emplacement de la roche de fond amiantifère; les affleurements naturels et ceux exposés par les excavations minières; l'étendue et l'épaisseur de la roche de fond; la quantité de roche superficielle; et, la quantité, l'orientation et le type de matériel introduit par les glaciations.

Cycle de l'amiante

Une fois connus les secteurs à la source de la contamination, il ne faut pas se contenter de mesurer la concentration d'amiante dans les cours d'eau, mais il faut absolument déterminer aussi de quelle façon les fibres sont apportées dans le système. Il faut tenir compte de la quantité apportée de la troposphère par la pluie et la neige aussi bien que la contribution des eaux souterraines et des eaux de ruissellement. Il est supposé que le degré d'exposition de la roche de fond amiantifère, qu'elle soit mise à nu par des processus naturels ou non, aide à déterminer l'apport au cycle hydrologique des fibres en suspension dans l'air. En outre, il faudrait étudier les variations de concentration dans l'espace et dans le temps de façon à mieux comprendre les mécanismes de transport de l'amiante dans la nature.

Modèle d'étude possible

D'abord, il faudrait lancer un projet pilote pour examiner les causes et les variations des concentrations de fibres d'amiante dans les réseaux d'eau naturels. Dans cette perspective, trois bassins versants de moindre importance pourraient être choisis d'après les critères suivants:

(a) un bassin versant situé dans une région où il n'y a pas de roche amiantifère connue,
(b) un bassin versant dans une région dans laquelle le métamorphisme a atteint un stade intermédiaire, et
(c) un bassin versant dans une région comptant beaucoup de roches métamorphiques amiantifères connues.

Dans chaque bassin, il faudrait établir au moins:

(a) Trois stations d'échantillonnage disposées d'amont en aval. Les échantillons d'eau doivent être dosés au moins quatre fois par année, et l'échantillonnage doit coïncider avec les grands événements hydrologiques comme les crues, le débit de fin d'été et le débit d'étiage.
(b) Deux pluviomètres dont il faut obtenir quatre dosages dans l'année, un à chaque saison.
(c) Au moins quatre échantillonnages par année des sédiments de fond.

Cette étude pilote permettrait de réunir quelques informations essentielles, telles que les variations saisonnières des apports des eaux de ruissellement et des précipitations, les variations géographiques, les effets possibles du débit sur les concentrations, la nature des formations superficielles dans le bassin et leur effet sur les concentrations, et l'importance de la distance et de la quantité de roche de fond amiantifère par rapport aux concentrations observées dans l'eau. La méthode la plus efficace d'échantillonnage pourrait être choisie sur cette base, et une étude exploratoire pourrait être lancée de façon à obtenir des concentrations naturelles vraiment fiables pour les bassins versants de la région qu'on soupçonne d'être fortement contaminés.

CONCLUSIONS

Peu de chercheurs se sont penchés sur la distribution des fibres d'amiante dans les plans récepteurs. Le peu de documents scientifiques disponibles sur le sujet porte surtout sur des eaux polluées par l'extraction minière et la transformation de l'amiante; on n'a guère étudié la présence des fibres d'amiante dans les eaux des systèmes naturels. Compte tenu des connaissances limitées, certaines des constatations suivantes ne peuvent être acceptées d'emblée et devront être confirmées par d'autres études.

L'amiante dans le cycle hydrologique

D'importantes concentrations de fibres d'amiante ont été trouvées dans l'eau de pluie, dans la neige fondue, dans

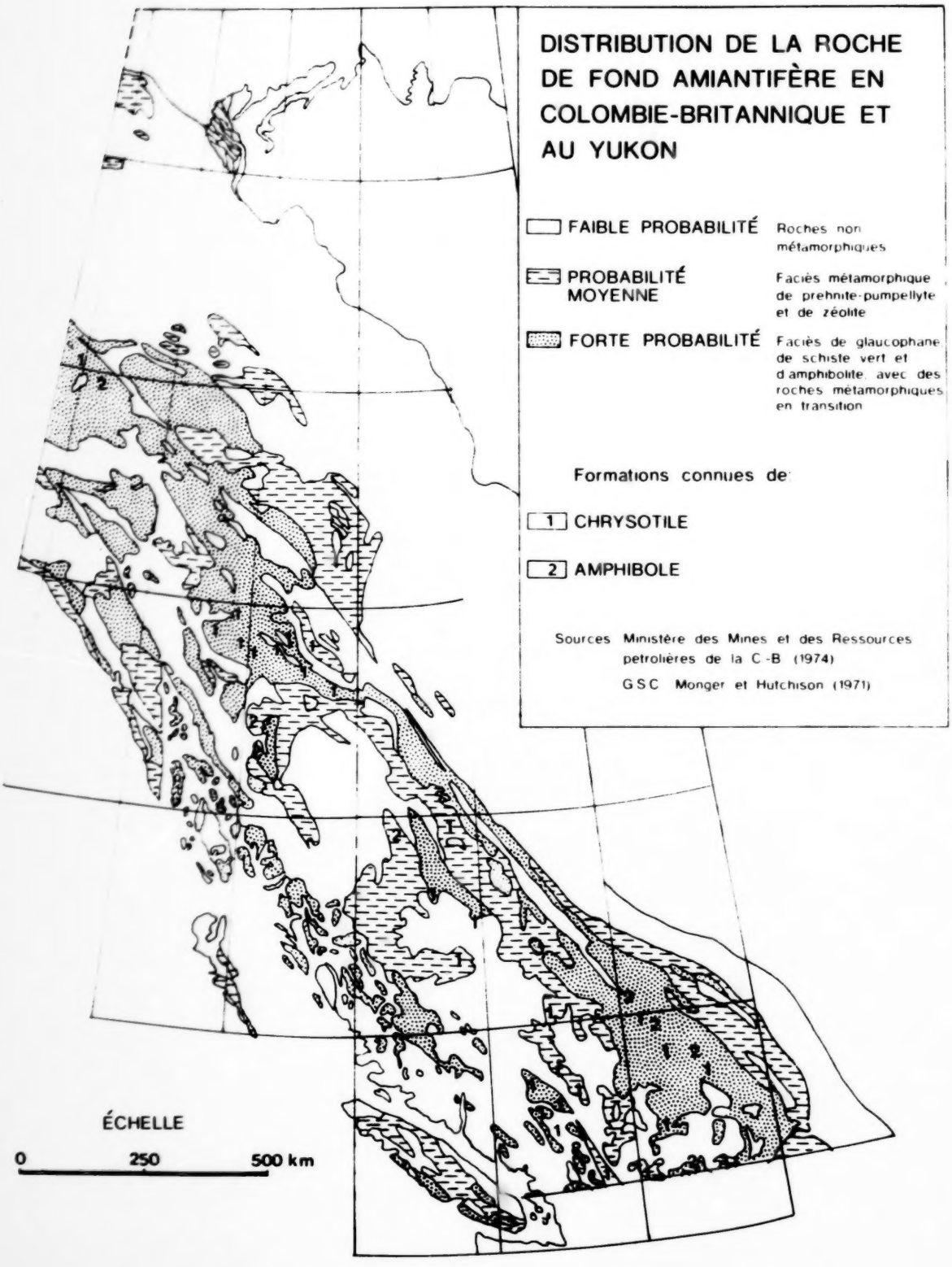

Figure 7. Distribution de la roche de fond amiantifère en Colombie-Britannique et au Yukon.

les lacs, rivières et nappes d'eau souterraine de différentes régions de l'Amérique du Nord; ceci indique que les fibres d'amiante sont très mobiles et qu'elles s'introduisent de toutes les façons dans le cycle hydrologique.

Sources d'amiante

Les fibres d'amiante sont formées par métamorphisme de roches volcaniques ultra-basiques (le chrysotile) et par métamorphisme de roches sédimentaires (les amphiboles). Les deux genres sont très répandus en Amérique du Nord. Les fibres sont habituellement introduites dans les eaux à partir de sources ponctuelles (habituellement, les installations industrielles qui traitent l'amiante) ou à partir de sources naturelles (la roche de fond amiantifère). Il faut s'attendre à ce que certaines des sources naturelles soient éloignées des eaux contaminées et que des situations compliquées règnent dans les régions où les glaciations ont redistribué les roches amiantifères.

Facteurs influant sur la distribution de l'amiante dans les réseaux d'eau

Les fibres sont facilement transportées par l'air et par l'eau à cause de leur petitesse. Les données indiquent que les fibres mises en suspension dans l'air par l'excavation et la transformation de l'amiante, comme par les émissions atmosphériques produites par les travaux de construction et le transport hors des routes, sont entraînées dans les eaux par la pluie et la neige. Cependant, peu d'ouvrages traitent du sujet des apports de cette origine. Il a été montré que l'exposition de la roche de fond amiantifère et des processus qui y mènent agissent sur la concentration d'amiante dans l'eau. Les fibres d'amiante sont aussi entraînées dans les eaux par le ruissellement et le drainage des eaux souterraines qui traversent la roche de fond amiantifère.

Il est supposé que les conditions hydrologiques font varier les concentrations d'amiante; des données fragmentaires de l'étude sur le lac Supérieur montrent que c'est la circulation dans le lac qui détermine la distribution de l'amiante. On s'attend à des variations saisonnières des concentrations dans les rivières, mais jusqu'à maintenant, les données obtenues sont contradictoires.

Concentrations d'amiante dans les plans récepteurs

Des effluents de mines d'amiante ont contenu des concentrations atteignant jusqu'à 1×10^{12} fibres/L, mais les échantillons prélevés lors des travaux exploratoires sur le Fraser et la Sumas en Colombie-Britannique, comme des échantillons d'eau souterraine du Nouveau-Mexique, ont montré que les concentrations naturelles d'amiante peuvent monter jusqu'à 1×10^{11} fibres/L. Les concentrations de cet ordre sont considérablement supérieures à celles rapportés lors du dosage des approvisionnements en eau potable du lac Supérieur et de la majeure partie de l'Ontario. Il se peut que ces concentrations plus élevées soient attribuables à la grande abondance de roches métamorphiques contenant de l'amiante en Colombie-Britannique et au Nouveau-Mexique et à la proximité des sources de contamination. On ne sait pas encore si ces concentrations élevées sont anormales puisque seulement un nombre restreint de réseaux naturels nord-américains ont été examinés.

Risques pour la santé dus à l'ingestion de fibres d'amiante avec l'eau

On sait que les fibres d'amiante inhalées sont carcinogènes, mais rien ne prouve que les fibres avalées avec l'eau le sont aussi. Il ne sera pas facile de calculer les risques pour la santé, à cause de la période de 15 à 40 ans de décalage entre l'exposition des sujets et l'apparition de la maladie, et à cause du fait qu'aucune population longuement exposée à de fortes concentrations d'amiante dans l'eau n'a été recensée jusqu'à maintenant. Il faudra recueillir davantage de données cliniques avant de se prononcer sur la question.

Distribution des fibres d'amiante dans la région du Pacifique et du Yukon

Les études géologiques montrent clairement qu'une bonne partie de la Colombie-Britannique et de la région sud du Yukon central repose sur des roches métamorphiques amiantifères. La présence de ce type de roche de fond peut servir à indiquer quels bassins versants sont probablement fortement contaminés par l'amiante. En dernière analyse, pourtant, il faut tenir compte d'autres facteurs et d'autres processus pour dresser un tableau de prévisions valable.

Domaine d'étude

La contamination des réseaux aquatiques par les fibres d'amiante est un processus encore mal compris. Il y a donc des recherches fondamentales à effectuer sur les variations des concentrations et sur les mécanismes de transport, pour qu'on puisse mieux comprendre les mécanismes clés et les formes de distribution des fibres d'amiante dans les eaux réceptrices.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier tous ceux qui ont collaboré à la préparation du présent rapport. M.R. Durham, de l'Institut national de recherche sur les eaux, à Burlington,

a offert son aide lors des premières analyses d'échantillons et ses conseils lors des travaux en laboratoire à Vancouver. M. R. Jones de l'*U.S.E.P.A.*, à Seattle, a assuré la réalisation du programme mixte d'analyse sur le terrain à la rivière Sumas. Le dosage de l'amiante a été effectué à Vancouver par M. A.J. Shaw, de *Levelton & Associates Ltd.* Ils veulent remercier aussi le personnel de la Direction de lutte contre la pollution et du ministère de la Santé du gouvernement provincial, et plus particulièrement messieurs W. Bailey et L.L. Kulak. Ils tiennent à remercier, enfin, l'équipe de la Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Vancouver, pour sa participation dans le programme d'échantillonnage et pour avoir assuré la dernière lecture du présent document.

RÉFÉRENCES

Bagioni, R. 1975. *Separation of chrysotile asbestos from minerals that interfere with its IR-analysis.* Environmental Sci. Technol., vol. 9, pp. 262-263.

Biles, B. et T.R. Emerson. 1968. *Examination of fibres in beer.* Nature, vol. 219.

Bogovski, P., V. Timbrell, J. Gilson et J. Wagner (Rédacteurs). 1972. *Biological Effects of Asbestos.* Centre international de recherche sur le cancer (IARC). Publication scientifique nº 8, pp. 1-346.

Brown, W. F. M. 1977. *Environmental protection and control: asbestos studies.* Environment, vol. 7, p. 11.

Cairnes, C. E. 1929. *The Serpentine Belt of Coquihalla Region, Yale District.* Geological Survey of Canada Summary Report, 1929A, pp. 144-147.

Charlebois, C. T. Mars 1978. *An overview of the Canadian Asbestos Problem.* Parrainé par le Conseil des sciences du Canada. Chemistry in the Environment, pp. 19-38.

Chatfield, E.J. et coll. (en préparation) *Sampling of Canadian Drinking Water Supplies for Asbestos.* La Fondation de recherche de l'Ontario, Mississauga, Ontario.

Committee on Asbestos Analysis. 1977. *An Interim Method for the Determination of Asbestos Fibre Concentrations in Water by Transmission Electron Microscopy.* Laboratory Services Branch, Ontario Ministry of the Environment.

Conseil consultatif de recherche sur les Grands lacs. 1975. *Asbestos in the Great Lakes Basin with Emphasis on Lake Superior.* Commission mixte internationale, Rapport nº STIOC-7503, p. 51.

Consommateur canadien. Juin 1977. *L'Amiante et le vin.* pp. 44-47.

Converse, Davis, Dixon and Associates Inc. 1976. *Swift Creek Tributaries and Sumas River Watershed.* Final Geotechnical Report, Soil Conservation Service Contract A653-00041. Seattle, Washington.

Cook, P., G. Glass, et J. Tucker. 1974. *Asbestiform amphibole minerals: detection and measurement of high concentrations in municipal water supplies.* Science, vol. 185, pp. 853-855.

Cook P., I. Rubin, C. Maggiore, et W. Nicholson. 1976. *X-Ray diffraction and electron beam analysis of asbestiform minerals in Lake Superior.* Inst. Electr. Electron. Eng. Journal, 75-34-1.

Cooper, R.C. et C. Cooper. Juin 1978. *Public health aspects of asbestos fibres in drinking water.* Journal of the American Water Works Association, pp. 338-340.

Cooper R.C. et J.C. Murchio. 1974. *Preliminary studies of asbestiform fibres in domestic water supplies.* Aerospace Medical Research Laboratory, Wright-Patterson Air Force Base, Ohio, Rapport nº 5, pp. 61-73.

Cunningham, H. et R. Pontefract. 1971. *Asbestos fibres in beverages and drinking water.* Nature, vol. 232, pp. 332-333.

Cunningham, H. et R. Pontefract. 1974. *Placental transfer of asbestos.* Nature, vol. 249, pp. 177-178.

Durham R.W. et T. Pang. 1975. *Asbestos fibres in Lake Superior.* American Society for Testing Materials, Spec. Tech. Pub. 573, pp 5-13.

Durham, R.W. et T. Pang. 1976. *Asbestiform fibre levels in lakes Superior and Huron.* Série scientifique nº 67, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, pp. 1-12.

Evans, J.C., R.J. Evans, A. Holmes, R.F. Houssam, D. Jones, A. Morgan et M. Walsh. 1973. *Studies on the deposition of inhaled fibrous materials in the respiratory tract of rats and its subsequent clearance using radioactive tracer techniques.* Environmental Research, vol. 6, pp. 180-201.

Fairless, B. 1977. *Asbestos Fibre Concentrations in Drinking Water of Communities Using the Western Arm of Lake Superior as a Potable Water Source.* EPA-905/4-77-003.

Franco, M. J. Hurchison, D. Jefferson, et J. Thomas. 1977. *Structural Imperfection and morphology of crocidolite.* Nature, vol. 266, pp. 520-521.

Gerber, R. et R. Rossi. 1977. *Evaluation of Electron Microscopy for Process Control in the Asbestos Industry.* Aerospace Corp. Ltd. for Industrial Environmental Research Lab., Research Triangle Park, Caroline du Nord, Rapport nº ATR-77(7552)-1. NTIS.

Hallenbeck, W.H. et C.S.Hesse, 1977. *A review of the health effects of ingested asbestos.* Reviews on Environmental Health, vol. II, nº 3.

Hallenbeck, W.H., C. Hesse, E. Chen, K. Patel-Mandlik et A. Wolff. 1977a. *Asbestos in Potable Water.* University of Illinois at Urbana-Champaign Water Resources Center. UILU-WRC-77-0118, pp. 1-77.

Hallenbeck, W.H., E.H. Chen, K. Patel-Mandlik, et A.H. Wolff. (1977b. *Precision of analysis for waterborne chrysotile asbestos by transmission electron microscopy.* Bull. Environmental Contamination and Toxicology. vol. 17, pp. 551-558.

Hallenbeck, W. H., E. H. Chen, C. S. Hesse, K. Patel-Mandlik et A. Wolff. Février 1978. *Is chrysotile asbestos released from asbestos-cement pipe into drinking water?* Journal of the American Water Works Association, pp. 97-102.

Harington, J. 1972. Chemical factors (incl. trace metals) as etiological mechanisms. Dans *Biological Effects of Asbestos*, Bogovski et coll. (Rédacteurs). Publication scientifique de l'IARC nº 8, pp. 304-311.

Hill, J.P. 1976. *Legal decisions and opinions in pollution cases: Asbestos in water.* Environ. Sci. Technol., vol. 10, pp. 235-236.

Kay, G. 1973. *Ontario intensifies search for asbestos in drinking water.* Water and Pollution Control, vol. 33, pp. 33-35.

Kruse, C.A., P.H. Carey et D.J. Howe. 1974. *Silica content of dust from tank ranges.* Army Medical Research Lab., Fort Knox, Kentucky. Rapport nº USAMRL-1.

Kuryvial, R.J., R.A. Wood et R.E. Barrett. 1974. *Identification and assessment of asbestos emissions from incidental sources of asbestos.* Battelle Columbus Laboratories, EPA-650/2-74-087.

Lawrence, R.J. et W. Zimmermann. 1977. *Asbestos in water: mining and processing effluent treatment.* Water Pollution Control Federation, vol. 49, pp. 156-160.

Light, W.G. et E.T. Wei. 1977. *Surface charge and asbestos toxicity.* Nature, vol. 265, pp. 537-539.

Merliss R. 1971. *Talc treated rice and japanese stomach cancer.* Science, vol. 173, pp. 1141-1142.

Ministère des Mines et des Ressources pétrolières de la Colombie-Britannique. Avril 1974. *Asbestos Occurrences in British Columbia.*

Monger, J.W.H. et W.W. Hutchison. 1971. *Metamorphic Map of the Canadian Cordillera.* Geological Survey of Canada, Paper 70-33, p. 71.

Morgan, A. et L. Cralley. 1972. *Chemical Characteristics of Asbestos and Associate Trace Elements.* Dans *Biological Effets of Asbestos,* Bogovski et Coll. (Rédacteurs). Organisation mondiale de la santé et le Centre international de recherche sur le cancer (IARC). Publication scientifique de l'ARC nº 8, pp. 113-118.

Nicholson, W. et F. Pundsack. 1972. *Asbestos in the Environment.* Dans *Biological Effects of Asbestos,* Bogovski et coll. (Rédacteurs). Publication scientifique de l'IARC nº 8, pp. 126-130.

Oliver, T. et L.E. Murr. Août 1977. *An electron microscope study of asbestiform fibre concentrations in Rio Grande Valley water supplies.* Journal of the American Water Works Association, pp. 428-431.

Olson, H.L. Septembre 1974. *Asbestos levels in potable water supplies.* Journal of the American Water Works Association, pp. 515-518.

Piper, A. 1976. *Tiny straws in the wind.* Nature, vol. 261 pp. 271-272.

Pontefract, R.D. et H.M. Cunningham. 1973. *Penetration of asbestos through the digestive tract of rats.* Nature, vol. 243, pp. 352-353.

Pylev, L.N. et L.M. Shabad. 1972. *Some Results of Experimental Studies in Asbestos Carcinogenesis.* Dans *Biological Effects of Asbestos,* Bogovski et coll. (Rédacteurs). Publication scientifique de l'IARC nº 8, pp. 99-105.

Redfearn, J. 1977. *Asbestos: amplified evidence.* Nature, vol. 268, pp. 7-8.

Rohl, A., A.M. Langer et I. Selikoff. 1977. *Environmental asbestos pollution related to use of quarried serpentine rock.* Science, vol. 196, pp. 1319-1322.

Schmitt, R., D.C. Lindsten et T. Shannon. 1977. *Decontaminating Lake Superior of asbestos fibres.* Environ. Sci. Technol., vol. 11, pp. 462-465.

Selikoff, I.J. 1974. *Epidemiology of gastrointestinal cancer.* Environmental Health Perspective, vol. 9, pp. 299-305.

Selikoff, I.J., J. Churg et E.C. Hammond. 1964. *Asbestos exposure and neoplasia.* Journal of the American Medical Association, vol. 188, pp. 22-26.

Skikne, M.I., J.H. Talbot et R. Rendall. 1971. *Electron diffraction patterns of U.I.C.C. asbestos samples.* Environmental Research, vol. 4, pp. 141-145.

Speil, S. et J.P. Leineweber. 1969. *Asbestos minerals in modern technology.* Environmental Research, vol. 2, pp. 166-201.

Stanton, M.F. 1974. *Fibre carcinogenesis: is asbestos the only Hazard?* Journal de l'Institut national du cancer, vol. 52, pp. 633-634.

Stewart, I. 1976. *Asbestos in the Water Supply of the Ten Regional Cities.* W.C. McCrone Associates Inc., première partie, pour l'EPA-560/6-76-017, pp. 1-58.

Stewart, I., R.E. Putscher, H.J. Humecki et R.J. Shimps. 1976. *Asbestos fibres in Natural Runoff and Discharges from Sources Manufacturing Asbestos Products.* Deuxième partie, *Non-Point Sources and Point Sources Manufacturing Asbestos Products.* W.C. McCrone Associates Inc., pour l'EPA-560/6-76-020.

Storeygard, A.P. et A.L. Brown. 1977. *Penetration of the small intestinal mucosa by asbestos fibres.* Mayo clinic Proceedings, vol. 52, pp. 809-812.

Thomson, R., I. Webster et T. Kilroe-Smith. 1974. *The metabolism of benzo (a) pyrene in rat liver microsomes: the effect of asbestos-associated metal ions and pH.* Environmental Research, vol. 7, pp. 149-157.

Timbrell, V. 1972. *Physical factors in etiological mechanisms.* Dans *Biological Effects of Asbestos,* Bogovski et coll. (Rédacteurs). Publication scientifique de l'IARC nº 8, pp. 295-303.

Timbrell, V., J.C. Gibson et I. Webster. 1968. *U.I.C.C. standard reference samples of asbestos.* International Journal of Cancer, vol. 3, pp. 406-408.

Veblen, R.D., P.R. Buseck et C.W. Burnham. 1977. *Asbestiform chain silicates: new minerals and structural groups.* Science, vol. 198, nº 4315, pp. 359-365.

Vogt, G.O. 1976. *Asbestos.* Canadian Minerals Yearbook. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Ottawa.

Wagner, J.C., G. Berry et V. Timbrell. 1973. *Mesotheliomata in rats after inoculation with asbestos and other materials.* British Journal of Cancer, vol. 28, pp. 173-185.

Wigle, D.T. Juillet/août 1977. *Cancer mortality in relation to asbestos in municipal water supplies.* Archives of Environmental Health, pp. 185-190.

ANNEXE

LISTE DES ÉCHANTILLONS DE COURS D'EAU EN COLOMBIE-BRITANNIQUE ET AU YUKON, DONT LA TENEUR EN AMIANTE A ÉTÉ CALCULÉE

Tableau A-1

Point d'échantillonnage	Date	Concentration de fibres (fibres/L)	Longueur moyenne des fibres (μm)	Organisation responsable du prélèvement des échantillons
Rivière Vedder au pont du chemin de fer				
Rive droite*	le 10 juin, 1977	$2{,}56 \times 10^8$	2,6	D.Q.E.
Rive droite	le 10 juin, 1977	$2{,}28 \times 10^8$	2,4	D.Q.E.
Rive gauche*	le 10 juin, 1977	$1{,}41 \times 10^8$	3,4	D.Q.E.
Rive gauche	le 10 juin, 1977	$1{,}05 \times 10^8$	3,1	D.Q.E.
Rivière Sumas à la frontière				
Rive gauche	le 3 sept., 1976	$1{,}5 \times 10^{10}$		D.Q.E.
Milieu	le 3 sept., 1976	$0{,}8 \times 10^{10}$	0,7	D.Q.E.
Rive droite	le 3 sept., 1976	$1{,}3 \times 10^{10}$	–	D.Q.E.
Rivière Sumas à la frontière	le 26 janv., 1977	$1{,}0 \times 10^{11}$	–	D.Q.E.
Rivière Sumas à la frontière	le 10 juin, 1977	$2{,}4 \times 10^{10}$	–	D.Q.E.
Rivière Sumas à la frontière	le 20 août, 1976	$6{,}2 \times 10^8$	–	D.L.P.
Rivière Sumas en amont du ruisseau Swift	le 20 sept., 1977	$4{,}9 \times 10^8$	1,26	D.Q.E.
Rivière Sumas en aval du ruisseau Swift	le 20 sept., 1977	$3{,}1 \times 10^{10}$	(0,5-2,0)	D.Q.E.
Fleuve Fraser à Mission City				
Rive gauche	le 10 juin, 1977	$9{,}4 \times 10^8$	–	D.Q.E.
Milieu	le 10 juin, 1977	$1{,}0 \times 10^9$	–	D.Q.E.
Rive droite	le 10 juin, 1977	$1{,}2 \times 10^9$	–	D.Q.E.
Fleuve Fraser supérieur	le 25 nov., 1977	$8{,}5 \times 10^6$	4,0	D.L.P.
Fleuve Fraser au pont de Quesnel	le 25 nov., 1977	$3{,}3 \times 10^7$	2,3	D.L.P.
Fleuve Fraser à Boston Bar	le 17 janv., 1978	$9{,}9 \times 10^6$	2,5	D.L.P.
Fleuve Fraser à Mission City	le 17 janv., 1978	$2{,}3 \times 10^8$	3,1	D.L.P.
Fleuve Yukon à Forty Mile	août, 1977	$3{,}3 \times 10^7$	2,2	D.Q.E.
Fleuve Yukon à la Frontière américaine	août, 1977	$2{,}0 \times 10^8$	1,8	D.Q.E.

*L'observateur est tourné vers l'aval.
D.Q.E.= Direction de la qualité des eaux (Direction générale des eaux intérieures).
D.L.P. = Direction de la lutte contre la pollution (Colombie-Britannique).

POOR

QUALITY

ORIGINAL